

DECKBLATT

	Projekt	PSP-Element	Obj. Kenn.	Aufgabe	UA	Lfd. Nr.	Rev.
	N A A N	NNNNNNNNNN	NNNNNN	X A A X X	A A	NNNN	NN
EU 251	9K	21312.45		MZZ	RE	0001 01	

Titel der Unterlage: **Plausibilitätsbetrachtung zur Chemotoxizität radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung**

Seite: **I.**
 Stand: **06.03.90**
~~13/90~~

Ersteller: **PTB**

Textnummer:

Stempelfeld:

PSP-Element TP..9K/..: 212		zu Plan-Kapitel: 3	
		Freigabe für Behörden	Freigabe im Projekt

ge unterliegt samt Inhalt dem Schutz des Urheberrechts sowie der Pflicht zur vertraulichen Behandlung auch
 ing und Vernichtung und darf vom Empfänger nur auftragsbezogen genutzt, vervielfältigt und Dritten zugänglich
 den. Eine andere Verwendung und Weitergabe bedarf der ausdrücklichen Zustimmung.

Revisionsblatt

BfS

EU 251	Projekt	PSP-Element	Obj. Kenn.	Aufgabe	UA	Lfd. Nr.	Rev.
	N A A N	N N N N N N N N N N	N N N N N N N	X A A X X	A A	N N N N N	N N
	9K	21312.45		MZZ	RE	0001	00

Titel der Unterlage: Plausibilitätsbetrachtung zur Chemotoxizität radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung	Seite: <div style="text-align: center; font-weight: bold;">II.</div>
	Stand: <div style="text-align: center; font-weight: bold;">03/90</div>

Rev.	Revisionsst. Datum	verant. Stelle	Gegenzeichn. Name	rev. Seite	Kat. *)	Erläuterung der Revision
01	06.03.90	ET2.1		10 11 32	V V V	Präzisierung der Beschreibung, welche Angaben in den Tab. 9 und 10 zusammengestellt sind.

*) Kategorie R = redaktionelle Korrektur
 Kategorie V = verdeutlichende Verbesserung
 Kategorie S = substantielle Änderung
 Mindestens bei der Kategorie S müssen Erläuterungen angegeben werden.

**Physikalisch
Technische
Bundesanstalt**

**Interner
Arbeitsbericht**

**Plausibilitätsbetrachtung zur Chemotoxizität radioaktiver Abfälle
mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung**

Braunschweig, Januar 1989

PTB-SE-IB-45

PTB

PHYSIKALISCH-TECHNISCHE BUNDESANSTALT

Abteilung Sicherstellung und Endlagerung radioaktiver Abfälle

INTERNER ARBEITSBERICHT

Physikalisch-Technische Bundesanstalt

Elektrowatt Ingenieurunternehmung AG

Plausibilitätsbetrachtung zur Chemotoxizität radioaktiver Abfälle
mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung

Braunschweig, Januar 1989

PTB-SE-IB-45

Zusammenfassung

Im Zusammenhang mit dem Planfeststellungsverfahren Konrad ist von der Planfeststellungsbehörde am 19. Oktober 1988 eine Plausibilitätsbetrachtung zur Chemotoxizität radioaktiver Abfälle gefordert worden.

Hierfür wurden die Inventare chemotoxischer Stoffe in den Abfallgebinden mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung ermittelt und für das Endlager Konrad bilanziert.

Bei der Beurteilung der Inventare organischer chemotoxischer Stoffe wurde festgestellt, daß eventuell vorkommende organische Stoffe unter den Bedingungen der Endlagerung bei einem Zutritt von Tiefenwässern in der Nachbetriebsphase bei den langen Transferzeiten von ca. 300 000 Jahren bis zum Eintritt in die Biosphäre nicht stabil sind. Eine Begrenzung dieser Stoffe in Abfallgebinden erweist sich deshalb als nicht notwendig.

Die weitere Beurteilung betrifft deshalb die anorganischen chemotoxischen Stoffe in den endzulagernden Abfallgebinden. Die Inventare dieser Stoffe sind identifiziert und ermittelt worden. Sowohl die radiologischen als auch die chemotoxischen Gefährdungspotentiale sind untersucht und verglichen worden, da in einem Endlager stets radioaktive und nichtradioaktive Stoffe vorkommen.

Bei einem Vergleich der Inventare chemotoxischer Stoffe in den Abfallgebinden des Endlagers Konrad mit anderen Größen zeigt sich, daß

- das Gefährdungspotential der radioaktiven Stoffe in den Abfallgebinden und das Gefährdungspotential einer Konrad entsprechenden Uranerzlagstätte mit einem Massenanteil von 3 % Natururan größer ist als das Gefährdungspotential der chemotoxischen Stoffe in den Abfallgebinden.
- das Gefährdungspotential chemotoxischer Stoffe in den Sedimenten des Einlagerungshorizontes ($9 \cdot 10^7 \text{ m}^3$ Sediment) durch die in den Abfallgebinden enthaltenen chemotoxischen Stoffe nicht nennenswert erhöht wird.
- bei einer Modellbetrachtung, in der lediglich von einer Verdünnung der Tiefenwässer der Schachanlage Konrad um einen Faktor 1000 auf annähernd Trinkwasserkonzentrationen Kredit genommen wird, die Konzentrationen chemotoxischer Stoffe in den Modellwässern in der Regel kleiner sind als

die für Trinkwasser festgelegten Werte.

In keiner der drei Plausibilitätsbetrachtungen wurde die Schutzwirkung geologischer Barrieren in Anspruch genommen.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß auch über die durchgeführten Plausibilitätsbetrachtungen zur Chemotoxizität radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung die Sicherheit des Endlagers Konrad nachgewiesen werden kann.

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1 Einleitung	5
2 Endzulagernde radioaktive Abfälle mit vernachlässig- barer Wärmeentwicklung	6
2.1 Überblick	6
2.2 Radionuklidinventar	7
3 Abschätzung der zu erwartenden Inventare chemo- toxischer Stoffe	9
3.1 Vorgehensweise	9
3.2 Organische Stoffe	9
3.3 Anorganische Stoffe	10
4 Bewertung der Inventare chemotoxischer Stoffe	12
4.1 Vorgehensweise	12
4.2 Grundsätzliche Bemerkungen zu Toxizitäts- betrachtungen	13
4.3 Vergleich der chemotoxischen Inventare und der Radionuklidinventare radioaktiver Abfälle sowie Vergleich mit einer Uranerz- lagerstätte	13
4.4 Vergleich der Inventare chemotoxischer Stoffe in den Abfallgebinden und in den Sedimenten der Schachtanlage Konrad	16
4.5 Vergleich mit Grenzkonzentrationen im Trinkwasser über eine Modellbetrachtung	18
5 Zusammenfassende Bewertung	20
6 Literatur	21
Anhang: Abbildungen 1 und 2 Tabellen 1 - 15	

1. Einleitung

Im Zusammenhang mit der Beurteilung der Antragsunterlagen für die Schachtanlage Konrad als Endlager für radioaktive Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung hat die Planfeststellungsbehörde (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt - NMU) um eine Plausibilitätsbetrachtung zur Chemotoxizität radioaktiver Abfälle gebeten /1/.

Nach den vorläufigen Endlagerungsbedingungen (Stand November 1986) für die Schachtanlage Konrad /2/ dürfen endzulagernde radioaktive Abfälle nicht mit Stoffen vermischt werden, die nach dem "Gesetz über die Beseitigung von Abfällen (Abfallbeseitigungsgesetz - AbfG)" und nach den in § 1 Abs. 3, 1., 3.-7. dieses Gesetzes genannten Vorschriften zu beseitigen sind.

Endzulagernde Abfallgebinde können chemotoxische Stoffe wie Blei in Bleiinnenauskleidungen von Abfallbehältern oder organische Substanzen (z. B. chlorierte Kohlenwasserstoffe wie PVC) enthalten. Bisher vorliegende Angaben über endzulagernde konditionierte Abfälle bezogen sich herkunftsspezifisch auf die Radionuklidinventare, die Fixierungsmittel und die Abfallbehälter. Um die Chemotoxizität radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung beurteilen und die o. a. Bitte der Planfeststellungsbehörde erfüllen zu können, sind Angaben über das zu erwartende Inventar an organischen und anorganischen chemotoxischen Stoffen in den für das Endlager Konrad vorgesehenen radioaktiven Abfällen zusammengestellt worden. Dabei wurden mögliche chemische und/oder strahlenchemische Abbaureaktionen organischer Verbindungen berücksichtigt. Auf der Basis dieser Bestandsaufnahmen wird die erbetene Plausibilitätsbetrachtung zur Chemotoxizität radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung durchgeführt.

2. Endzulagernde radioaktive Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung

2.1 Überblick

Radioaktive Abfälle fallen bei Betrieb, Stilllegung und Demontage von kerntechnischen Anlagen sowie beim Umgang mit radioaktiven Stoffen an.

In der Schachtanlage Konrad ist die Endlagerung von radioaktiven Abfällen mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung aus

- Wiederaufarbeitungsanlagen,
- Kernkraftwerken,
- Landessammelstellen,
- Großforschungseinrichtungen,
- der Industrie des Kernbrennstoffkreislaufs,
- der Stilllegung und Demontage kerntechnischer Anlagen sowie
- sonstiger Herkunft (z. B. Bundeswehr, pharmazeutische Industrie)

vorgesehen. Eine beispielhafte Übersicht über Abfallgebinde, die in dieser Anlage endgelagert werden sollen, ist in den Tab. 1 - 7 wiedergegeben /3/. In dieser Übersicht sind Angaben über die Abfallarten (Rohabfälle), Fixierungsmittel und Abfallbehälter verursachergruppenspezifisch zusammengefaßt.

Die endzulagernden Abfallgebinde enthalten neben vergleichsweise geringen Massen an Radionukliden vor allem große Massen an nichtradioaktiven Materialien, die z. T. chemotoxische Stoffe in Spuren enthalten oder selbst aus chemotoxischen Stoffen bestehen können. Diese Stoffe können als Bestandteile

- des Abfallbehälters (z. B. Blei von Innenauskleidungen),
- des Fixierungsmittels (z. B. Chromate im Zementstein) und
- des radioaktiven Abfalls (z. B. Cadmium in Steuerstäben und Absorberblechen oder Bleisulfat in Kabelisolationen oder chlorierte Kohlenwasserstoffe in PVC-Folien)

aufzutreten.

2.2 Radionuklidinventar

In Abhängigkeit von der Herkunft der radioaktiven Abfälle sind Angaben zu den Radionuklidinventaren als Funktion der Zeit, zu Fixierungsmitteln und zu Abfallbehältern in /4/ und /5/ enthalten. In dieser Abfalldatenbasis Konrad (Stand 9/84) werden radioaktive Abfälle beschrieben, die im Zeitraum 1979 bis 2000 anfallen und in der Schachtanlage Konrad endgelagert werden sollen. Hierbei werden folgende Randbedingungen berücksichtigt:

- Radioaktive Abfälle aus der geplanten deutschen Wiederaufarbeitungsanlage fallen ab 1993 an.
- Radioaktive Abfälle aus der Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente aus deutschen Kernkraftwerken im europäischen Ausland (COGEMA, BNFL) können ab 1990 zurückgeliefert werden.
- Bis zum Jahr 2000 wird der Betrieb von Druckwasser- und Siedewasserreaktoren mit einer Gesamtleistung von etwa 24 GW_e unterstellt.
- Der jährliche Anfall von radioaktiven Abfällen aus Landessammelstellen, Großforschungseinrichtungen, der Industrie des Kernbrennstoffkreislaufs und sonstiger Herkunft wird als zeitlich konstant angesetzt.
- Aus Stilllegung und Abbau von kerntechnischen Anlagen werden nur radioaktive Abfälle aus den Forschungs- und Demonstrationsreaktoren FR2 und HDR, dem Kernkraftwerk KKN, dem Versuchsatomkraftwerk VAK und der Nuklearanlage des NS "Otto Hahn" berücksichtigt, die modellmäßig dem Zeitraum von 1989 bis 1993 zugeordnet werden.

Unter Beachtung dieser Randbedingungen ergibt sich bis zum Jahr 2000 ein kumuliertes Abfallgebundevolumen von etwa 500 000 m³.

Die Gesamtaktivität der α - und β/γ -Strahler zu Beginn der Nachbetriebsphase des Endlagers Konrad beträgt ca. $8,1 \cdot 10^{17}$ Bq. Aufgrund von Unsicherheiten bei der Kumulierung der einzulagernden Aktivität ist hierin ein Faktor 2 als Sicherheitszuschlag enthalten /5/.

Als Obergrenzen für die zulässige Gesamtaktivität der einlagerbaren radioaktiven Abfälle sind $5,0 \cdot 10^{19}$ Bq für β/γ -Strahler und $1,0 \cdot 10^{17}$ Bq für α -Strahler abgeleitet worden /6/. Diese Werte umfassen die bei Ausschöpfung

der vorläufigen Endlagerungsbedingungen (Stand 9/86) /2/ bzw. die unter Zugrundelegung bestimmter Annahmen für eine Reihe von Radionukliden einlagerbaren Aktivitäten während der Betriebsphase des Endlagers Konrad. Basis der Sicherheitsanalysen zur Langzeitsicherheit dieser Anlage sind die in /5/ angegebenen Aktivitäten zu Beginn der Nachbetriebsphase gewesen. Für die weitere Betrachtung wird von einer Gesamtaktivität in Höhe von ca. $8,1 \cdot 10^{17}$ Bq ausgegangen (Abschnitt 4.3).

3. Abschätzung der zu erwartenden Inventare chemotoxischer Stoffe

Um Aussagen über die zu erwartenden Anteile chemotoxischer Stoffe in Abfallgebinden machen zu können, müssen die entsprechenden organischen und anorganischen Stoffe zunächst identifiziert und mengenmäßig abgeschätzt werden. Aus Gründen der Transparenz und Eindeutigkeit ist dabei zwischen denjenigen Anteilen zu unterscheiden, die auf den eigentlichen radioaktiven Abfall, das verwendete Fixierungsmittel und die Abfallbehälter entfallen. Diese Einzelangaben wurden zum Gesamtinventar kumuliert.

3.1 Vorgehensweise

Zur Abschätzung des zu erwartenden Inventars chemotoxischer Stoffe im Endlager Konrad dienen die folgenden Schritte:

- Identifizierung von organischen und anorganischen chemotoxischen Stoffen in endzulagernden Abfallgebinden.
- Ermittlung und quantitative Abschätzung des Inventars chemotoxischer Stoffe in den Abfällen, in den Fixierungsmitteln und in den Abfallbehältern.
- Strahlenchemischer und chemischer Abbau oder Aufbau chemotoxischer Stoffe unter den Bedingungen der Nachbetriebsphase des Endlagers einschließlich der Identifizierung und quantitativen Abschätzung der Zersetzungsprodukte (modellhafte Annahme eines Wasserzutritts und der Lösung des Schadstoffinventars der Abfallgebinde in einem Volumen von 10^6 m^3).

Die Ermittlung der erforderlichen Basisdaten erfolgte überwiegend im Rahmen einer Bestandsaufnahme bei den Ablieferungspflichtigen. Dabei wurden alle radioaktiven Abfälle berücksichtigt, die nach gegenwärtigem Kenntnisstand in die Schachanlage Konrad verbracht werden sollen (Abschnitt 2.2).

3.2 Organische Stoffe

Die möglicherweise in den endzulagernden Abfallgebinden enthaltenen organischen chemotoxischen Stoffe wurden identifiziert (Tab. 8) und im Rahmen der Erfassung chemotoxischer Stoffe abgefragt. Sie konnten aufgrund von chemischen Ähnlichkeiten in acht Verbindungsklassen zusammengefaßt werden. In Tab. 8 sind diese acht Verbindungsklassen, die im Rahmen jeder Klasse be-

trachteten organischen Verbindungen und die typischen Klassenvertreter wiedergegeben, nach denen im Rahmen der o. a. Erfassung gefragt wurde. Die typischen Klassenvertreter wurden bei der Beurteilung von Reaktionen der organischen chemotoxischen Stoffe zugrunde gelegt.

Der Anteil organischer Materialien an der Gesamtmasse der endzulagernden Abfallgebinde am Ende der Betriebsphase beträgt etwa $2,3 \cdot 10^4$ Mg (ca. 2 %). Darin sind auch die in Tab. 8 aufgeführten organisch chemotoxischen Stoffe enthalten (etwa $6,8 \cdot 10^2$ Mg).

Unter Berücksichtigung der modellmäßig unterstellten Annahme (Lösung des Schadstoffinventars der Abfallgebinde in einer wässrigen Lösung mit einem Volumen von 10^6 m³), der Löslichkeit der Verbindungen sowie von chemischen und strahlenchemischen Reaktionen (Abbau durch Hydrolyse und/oder Radio-lyse) ist das chemische Verhalten der in Tab. 8 aufgeführten organischen chemotoxischen Stoffe analysiert worden. Als Ergebnis bleibt festzuhalten, daß diese Verbindungen in sehr viel kürzerer Zeit abgebaut werden als ein Transport von Endlager bis zur Biosphäre benötigen würde. Damit sind nach vorliegendem Kenntnisstand keine Limitierungen der Anteile organischer chemotoxischer Stoffe in radioaktiven Abfällen erkennbar, die in das Endlager Konrad verbracht werden sollen. Aus diesem Grund konzentriert sich die weitere Beurteilung auf die anorganischen chemotoxischen Stoffe.

3.3 Anorganische Stoffe

Die möglicherweise in den endzulagernden Abfallgebänden enthaltenen anorganischen chemotoxischen Stoffe wurden identifiziert (Tab. 9) und bei den Ablieferungspflichtigen im Rahmen einer Bestandsaufnahme zur Erfassung chemotoxischer Stoffe abgefragt.

Der Anteil anorganischer Materialien an der Gesamtmasse der endzulagernden Abfallgebinde am Ende der Betriebsphase beträgt danach etwa $1,3 \cdot 10^6$ Mg (ca. 98 %). In Tab. 10 sind die im Rahmen der o. a. Bestandsaufnahme identifizierten wichtigsten Elemente zusammengefaßt; ihre Massen sind unter Bezug auf das betrachtete Abfallgebindevolumen von etwa 500 000 m³ jeweils kumuliert wiedergegeben. Hierin sind auch die Massen inaktiver, stabiler Zerfallsprodukte wie Blei oder Wismut enthalten. Die in Tab. 10 genannten Elemente werden in den nachfolgenden Plausibilitätsbetrachtungen zur Chemo-

toxizität radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung (Abschnitte 4.3 bis 4.5) berücksichtigt.

Hinsichtlich der Herkunft der anorganischen chemotoxischen Stoffe sei angemerkt, daß z.B. Blei überwiegend aus Innenauskleidungen von Abfallbehältern stammt. Cadmium liegt entweder als Metall oder als Legierungselement z.B. in Steuerstäben aus Druckwasserreaktoren, in Absorberblechen bzw. -folien, in Schrauben oder in Akkumulatoren vor. Silber wird wie Cadmium als Legierungselement in Steuerstäben aus Druckwasserreaktoren verwendet oder als Versilberung von Kabeln. Chrom liegt beispielsweise als Legierungselement in Edelstählen oder als Chromat im Zementstein vor. Schließlich finden sich Nickel, Beryllium, Kobalt oder Antimon als Legierungsbestandteile oder als Spurenverunreinigungen in metallischen Werkstoffen im radioaktiven Abfall wieder.

4. Bewertung der Inventare chemotoxischer Stoffe

4.1 Vorgehensweise

Auf der Basis der ermittelten Inventare chemotoxischer Stoffe, die mit den radioaktiven Abfällen in das Endlager Konrad gelangen können (Abschnitt 3), sind vergleichende Bewertungen durchgeführt worden mit dem Ziel, den geforderten Plausibilitätsnachweis zu erbringen. Folgende Modellbetrachtungen wurden durchgeführt:

1. Die Inventare chemotoxischer Stoffe in den Abfallgebinden des Endlagers Konrad sind verglichen worden mit den zugehörigen Radionuklidinventaren und mit einer Uranerzlagerstätte (3 % Natururan) gleichen Volumens.
2. Die Inventare chemotoxischer Stoffe in den Abfallgebinden des Endlagers Konrad sind mit den Inventaren chemotoxischer Stoffe in den Konrad-Sedimenten (Tab. 11) verglichen worden. Als Bezugsvolumina wurden der gesamte Einlagerungshorizont ($9 \cdot 10^7 \text{ m}^3$) und das Abfallgebinderolumen /Einlagerungshohlraum ($500\,000 \text{ m}^3$ bis $1\,000\,000 \text{ m}^3$) herangezogen.
3. Die Konzentrationen chemotoxischer Stoffe in den Abfallgebinden wird nach einer Lösung in 10^6 m^3 Konrad-Tiefenwässern und einer Verdünnung um den Faktor 1 000 auf dem Transport durch die Geosphäre verglichen mit Grenzkonzentrationen chemischer Elemente im Trinkwasser /7 - 10/.

Die Betrachtungen wurden auf die anorganischen Inventare chemotoxischer Stoffe in den radioaktiven Abfallgebinden beschränkt, da chemotoxische organische Stoffe abgebaut werden, bevor sie die Biosphäre im Falle eines Transportes über den Wasserpfad erreichen können (Abschnitt 3.2). Aus dieser Überlegung ergeben sich keine Beschränkungen in den Mengen der in Konrad endlagerbaren chemotoxischen organischen Stoffe.

Die vergleichenden Bewertungen sind unter Heranziehung standortspezifischer Gegebenheiten und Planungen sowie der Ergebnisse der Sicherheitsanalysen durchgeführt worden. Weiterhin wird die gemeinsame Stellungnahme der Reaktor-Sicherheitskommission (RSK) und der Strahlenschutzkommission (SSK) vom 30.06.1988 berücksichtigt /11/. Hier wurde festgelegt, daß der zu fordernde Nachweis der Sicherheit eines Endlagers für radioaktive Abfälle durch eine Sicherheitsanalyse für den Zeitraum von etwa 10 000 Jahren zu führen ist, und daß Betrachtungen jenseits von 10 000 Jahren lediglich als Entschei-

dungshilfen bei der Auswahl eines geeigneten Endlagerstandortes und der Entwicklung einer optimalen Strategie der Endlagerung dienen. Vor diesem Hintergrund ist durch die Sicherheitsanalysen für die Nachbetriebsphase des Endlagers Konrad und die dabei errechneten sehr langen Laufzeiten des Wassers und der verschiedenen betrachteten Elemente grundsätzlich auch der Nachweis für einen sicheren Einschluß der chemotoxischen Stoffe erbracht worden, die in den Endlagergebänden enthalten sein können.

4.2 Grundsätzliche Bemerkungen zu Toxizitätsbetrachtungen

Die Ausbreitung von Schadstoffen aus einem Endlager kann langfristig in der Regel nur über Wasser als Transportmittel erfolgen. Beim Erreichen der Biosphäre kann eine Aufnahme von Schadstoffen durch den Menschen primär nur über den Ingestionspfad und hier speziell über das Trinkwasser erfolgen. Von grundsätzlicher Bedeutung ist hierbei die Fragestellung, wie ein Vergleich verschiedener chemotoxischer Elemente und Verbindungen untereinander und im Vergleich mit Radionukliden durchgeführt werden kann. Aus der Literatur sind hierzu entsprechende Ansätze bekannt, in denen über zulässige Grenzkonzentrationen im Trinkwasser /7 - 10/ unterschiedliche Schadstoffinventare miteinander vergleichbar werden /z. B. 12 - 15/.

Die bei solchen modellmäßigen Betrachtungen angewendeten Toxizitätsindizes berücksichtigen keine Barrieren bei einer möglichen Schadstofffreisetzung zum Menschen. Sie sind weder als tatsächliche Gefährdung zu interpretieren noch sind die den Betrachtungen zugrunde liegenden Modellannahmen an der Wirklichkeit zu messen. Sie stellen ausschließlich Hilfsschlüssel dar, mit denen "Gefährdungspotentiale" unterschiedlicher Schadstoffe miteinander vergleichbar werden. Diese aus der Literatur bekannte Vorgehensweise wurde auch bei der geforderten Plausibilitätsbetrachtung zur Chemotoxizität radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung angewendet. Es wird unterstellt, daß sich die Toxizitätsindizes der einzelnen Schadstoffe addieren. Synergetische oder antagonistische Effekte können nicht berücksichtigt werden /12 - 15/.

4.3 Vergleich der chemotoxischen Inventare und der Radionuklidinventare radioaktiver Abfälle sowie Vergleich mit einer Uranerzlagerstätte

Die Radionuklidinventare in der Schachanlage Konrad sind in /4/ und /5/ bilanziert worden. Danach wird eine Gesamtaktivität von etwa $8,1 \cdot 10^{17}$ Bq erwartet. Auch bei einer Verlängerung der Betriebszeit erhöht sich die

Gesamtaktivität infolge des konkurrierenden radioaktiven Zerfalls nur geringfügig. Im nachfolgenden Vergleich wird von der o. a. Gesamtaktivität ausgegangen.

Um einen Vergleich zu ermöglichen, werden als Vergleichsmaßstab zulässige Konzentrationen in Wasser herangezogen /7 - 10/. Nur auf diese Weise sind die unterschiedlichen Konzentrationen der verschiedenen Elemente und Verbindungen einem Vergleich zugänglich. Folgende Vorgehensweise wurde gewählt:

1. Es wird nur von einer Ingestionsbelastung über Trinkwasser ausgegangen.
2. Radionuklidspezifische Grenzwerte wurden unter folgenden Randbedingungen abgeleitet:
 - Es wurde eine Trinkwasseraufnahme von 500 l/a unterstellt /12/.
 - Dosiskonversionsfaktoren wurden gemäß ICRP 30 /16/ verwendet.
 - Jahresdosisgrenzwerte wurden auf 0,01 - 0,06 mSv/a festgelegt. Derartige Dosen resultieren aus der Ingestion natürlicher Wässer /12, 15/.
3. Bei chemisch-toxischen Elementen wurden Grenzwerte aus /7 - 10/ entsprechend den Zitaten in Tab. 12, 14 und 15 verwendet.

Zur Ermittlung des jeweiligen Toxizitätsindex wurde über die Toxizitäten der einzelnen Radionuklide/Elemente gemäß folgender Formel summiert:

$$TI = \sum_i \frac{A_i}{G_i} .$$

Dabei bedeuten:

TI = Toxizitätsindex; [a]

A_i = Aktivität/Masse des i-ten Radionuklids/Elements
im Endlager Konrad/Uranerzlager; [Bq] oder [g]

G_i = Jahresgrenzwert des i-ten Radionuklids/Elements bei Aufnahme
von 0,5 m³/a an Trinkwasser; [Bq/a] oder [g/a]

Der so definierte Toxizitätsindex hat die Dimension a /15/. Je nach Definition kann der Toxizitätsindex z. B. auch als dimensionslose Kenngröße /17/ oder in der Dimension m^3 angegeben werden.*)

Auf der Basis der ermittelten Mengen anorganischer chemotoxischer Bestandteile in den Abfallgebinden wurde der Toxizitätsindex für die in der Schachanlage Konrad endzulagernden Abfallgebinde wie beschrieben ermittelt (Tab. 12). Für ein Abfallgebindevolumen von etwa $500\ 000\ m^3$ wurde ein Wert von ca. $2,2 \cdot 10^{12}$ a ermittelt. Bei einem Abfallgebindevolumen von etwa $650\ 000\ m^3$ /3/ erhöht sich dieser Wert auf ca. $2,9 \cdot 10^{12}$ a (Abb. 1).

Der Toxizitätsindex für die in Konrad endzulagernde Gesamtaktivität (ca. $8,1 \cdot 10^{17}$ Bq) wurde wie beschrieben bestimmt (Tab. 13). Er liegt zu Beginn der Nachbetriebsphase in einer Größenordnung von $2,8 \cdot 10^{14}$ a bis $1,7 \cdot 10^{15}$ a. Diese Werte sowie die Änderung des Toxizitätsindexes als Funktion der Zeit sind in Abb. 1 dargestellt.

Ergänzend ist der Toxizitätsindex wie beschrieben für eine Uranerzlagerstätte mit einem Massenanteil von 3 % Natururan bestimmt worden. Die Größe eines derartigen Lagers ist mit $500\ 000\ m^3$ bis $1\ 000\ 000\ m^3$ in einer Bandbreite angesetzt worden, in der das Abfallgebindevolumen und das Volumen des Einlagerungshohlraums liegen. Unter diesen Randbedingungen errechnet sich der Toxizitätsindex mit einer Bandbreite von $2,6 \cdot 10^{13}$ a bis $3,1 \cdot 10^{14}$ a (Abb. 1).

Aus dem Vergleich der Radiotoxizität und der chemischen Toxizität der in Konrad eingelagerten radioaktiven Abfälle sowie der Toxizität der o. g. Uranerzlagerstätte von $500\ 000\ m^3$ bis $1\ 000\ 000\ m^3$ Volumen lassen sich folgende Schlüsse ziehen (Abb. 1):

*) Von der Fa. Elektrowatt Ingenieurunternehmung AG wurde der Toxizitätsindex als ARI (W, 30)-Wert errechnet und von der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt in den von ihr definierten Toxizitätsindex übertragen.

Anmerkung: ARI (W, 30) bedeutet Annual Radiological Index of Intake (ARI) über Wasser (W) für eine Dosis von 30 mrem (30).

1. Im Bereich von etwa 1 000 a bis 10 000 a durchschneidet das Band der Radiotoxizitäten das Band der Uranerztoxizitäten. Bereits zu Beginn der Nachbetriebsphase des Endlagers Konrad liegen der untere Wert für den Toxizitätsindex des radioaktiven Abfalls und der obere Wert für den Toxizitätsindex der Uranerzlagerstätte in der gleichen Größe. Bestimmend für dieses Ergebnis sind die zugrunde gelegten Bandbreiten in den Parametervariationen.
2. Die Toxizität der chemischen Stoffe in den radioaktiven Abfällen liegt weit unter der Toxizität der radioaktiven Stoffe. Sie ist auch um etwa ein bis zwei Größenordnungen geringer als die Toxizität der Uranerzlagerstätte.
3. Die chemische Toxizität und die Radiotoxizität der in Konrad eingelagerten radioaktiven Abfälle liegt nach etwa 10^5 a bis 10^7 a in einer vergleichbaren Größe.

Da mit Hilfe der Sicherheitsanalysen nachgewiesen wurde, daß die Abfallgebinde sicher gehandhabt und auch langfristig sicher endgelagert werden können, wird hiermit plausibel nachgewiesen, daß die Chemotoxizität der Abfallgebinde im Vergleich zu ihrer Radiotoxizität über Zeiträume von etwa 100 000 Jahren vernachlässigbar und im Bereich von 10^5 a bis 10^7 a vergleichbar ist. Somit wird auch derjenige Zeitraum abgedeckt, für den nach /11/ der Nachweis für die Sicherheit des Endlagers Konrad zu führen ist.

4.4 Vergleich der Inventare chemotoxischer Stoffe in den Abfallgebinden und in den Sedimenten der Schachtanlage Konrad

In der Schachtanlage Konrad soll ein Abfallgebindevolumen von über $500\,000\text{ m}^3$ in einem Einlagerungshohlraum von etwa 10^6 m^3 endgelagert werden. Der gesamte Einlagerungshorizont besitzt ein Volumen von etwa $9 \cdot 10^7\text{ m}^3$ /15/. Sowohl in den Abfallgebinden (Tab. 10) als auch in den Sedimenten der Schachtanlage Konrad (Tab. 11) sind anorganische chemotoxische Stoffe enthalten.

Letztere wurden analytisch ermittelt. Bei Elementen, deren Konzentration unterhalb der jeweiligen Nachweisgrenze lagen, sind diese Grenzen im Rahmen der Bilanzierung konservativ angesetzt worden. Weiterhin wurde von einer mittleren Dichte der Konrad-Sedimente von 3 g/cm^3 ausgegangen.

Um einen Vergleich der chemotoxischen Stoffe in den Abfallgebinden und in den Sedimenten des Endlagers Konrad zu ermöglichen, wird wie in Abschnitt 4.3 beschrieben mit Hilfe der ermittelten Inventare chemotoxischer Stoffe (Tab. 10 und 11) und ihren zulässigen Konzentrationen im Wasser der jeweilige Toxizitätsindex berechnet (Tab. 12 und 14). Einem Abfallgebinder Volumen von $500\,000\text{ m}^3$ bis $650\,000\text{ m}^3$ ist vergleichend ein Volumen an Konrad-Sediment in der Größe des Abfallgebinder Volumens/Einlagerungshohlraumes von $500\,000\text{ m}^3$ bis $1\,000\,000\text{ m}^3$ (entsprechend $1,5 \cdot 10^6\text{ Mg}$ bis $3 \cdot 10^6\text{ Mg}$) und in der Größe des gesamten Einlagerungshorizontes von $9 \cdot 10^7\text{ m}^3 / 15/$ (entsprechend $2,7 \cdot 10^8\text{ Mg}$) gegenübergestellt worden.

Der Toxizitätsindex für die chemotoxischen Stoffe in den Abfallgebinden, die in der Schachtanlage Konrad endgelagert werden sollen, liegt zwischen $2,2 \cdot 10^{12}\text{ a}$ bis $2,9 \cdot 10^{12}\text{ a}$ (Abschnitt 4.3, Tab. 12). Für die chemotoxischen Stoffe in den Konrad-Sedimenten wurde ein Toxizitätsindex von etwa 10^{11} a für das Volumen des Einlagerungshohlraumes und von etwa 10^{13} a für den gesamten Einlagerungshorizont ermittelt (Abb. 2, Tab. 14).

Aus diesem Vergleich chemischer Toxizitäten in den Abfallgebinden und in den Sedimenten des Endlagers Konrad lassen sich folgende Schlüsse ziehen:

1. Die Radiotoxizität der in Konrad eingelagerten radioaktiven Abfälle ist langfristig größer als die Chemotoxizität der eingelagerten radioaktiven Abfälle und der Sedimente im gesamten Einlagerungshorizont.
2. Die chemische Toxizität der radioaktiven Abfallgebinde liegt um mehr als eine Größenordnung über der Toxizität eines vergleichbaren Volumens an Konrad-Sediment.
3. Die Toxizität chemischer Stoffe im gesamten Einlagerungshorizont wird durch die eingelagerten Abfallgebinde praktisch nicht erhöht.

Ein solcher Vergleich ist sinnvoll, weil in der Nachbetriebsphase des Endlagers Konrad der gesamte Einlagerungshorizont, der nach oben und unten hin von Gesteinen geringer Permeabilität begrenzt ist, von Tiefenwässern durchflossen wird /15/.

Mit diesem Ergebnis wird plausibel belegt, daß chemotoxische Stoffe in Abfallgebinden, deren Endlagerung in der Schachtanlage Konrad vorgesehen

ist, im Vergleich zu chemotoxischen Stoffen in den Sedimenten des Einlagerungshorizontes zu keinem ins Gewicht fallenden Gefährdungspotential führen. Hiermit ist ein plausibler Sicherheitsnachweis erbracht worden, der nicht von der Zeit nach Beendigung der Einlagerung abhängt.

4.5 Vergleich mit Grenzkonzentrationen im Trinkwasser über eine Modellbetrachtung

Im Rahmen der Sicherheitsanalysen ist auch die Langzeitsicherheit des Endlagers Konrad betrachtet worden. Ein entsprechender Sicherheitsnachweis wurde über Ausbreitungsrechnungen für die endgelagerten Radionuklide erbracht. Dabei wurde angenommen, daß die eingelagerten Radionuklide im Grubengebäude von den zutretenden Tiefenwässern (10^6 m^3) gelöst und durch die Geosphäre transportiert werden /3/. Durch Sorption und Zerfall sowie durch eine Verdünnung der Tiefenwässer auf dem Weg durch die Geosphäre wird die Aktivitätskonzentration der Radionuklide entsprechend verringert. Als Ergebnis der Ausbreitungsrechnungen kann geschlossen werden, daß ein Verdünnungsfaktor für die aus dem Grubengebäude austretenden Wässer bis zur Biosphäre von etwa 1000 angesetzt werden kann. Eine Plausibilitätsbetrachtung zeigt, daß dieser Wert in einer vertretbaren Größenordnung liegt, denn die in den Tiefenwässern der Schachanlage Konrad gefundenen Salzkonzentrationen von etwa 180 g/l erfordern einen derartigen Verdünnungsfaktor, damit die Salzgehalte auf Trinkwasserqualitäten verringert werden. Nach /7/ errechnet sich ein Grenzwert von ca. 0,165 g NaCl/l im Trinkwasser.

Analog zu dieser Betrachtung ist auch eine Plausibilitätsbetrachtung für die Bewertung chemotoxischer Stoffe in Abfallgebinden durchgeführt worden. Das Inventar chemotoxischer Stoffe in Abfallgebinden wird als gelöst in 10^6 m^3 Konrad-Tiefenwasser angesehen. Falls die Löslichkeitsgrenze eines Elementes überschritten ist, wird mit der Löslichkeitsgrenze weitergerechnet. Über den o. a. Verdünnungsfaktor von 1000 wird dann eine Konzentration chemotoxischer Stoffe in einem "Biosphärenwasser" modellmäßig abgeleitet, die mit Grenzkonzentrationen in Trinkwässern /7 - 10/ verglichen wird. Weitere Barrieren gegen eine Radionuklidfreisetzung wurden nicht berücksichtigt.

Die Ergebnisse dieser Modellbetrachtung sind in Tab. 15 dargestellt. Danach sind bei den meisten Elementen die Konzentrationen in den "Biosphärenwässern" niedriger als die Grenzkonzentrationen gemäß /7 - 10/. In einigen Fällen sind die Konzentrationen geringfügig höher, liegen aber in derselben

Größenordnung. Dabei handelt es sich um die Elemente Silber, Kobalt, Chrom, Kupfer und Nickel. Aus diesen Elementen werden viele Gebrauchsgegenstände des täglichen Lebens gefertigt, und zwar auch im Lebensmittelbereich.

Obwohl bei dieser Modellbetrachtung keine Barrierenfunktionen der geologischen Formation in Ansatz gebracht wurden (z. B. sinkt die Löslichkeit des Silbers mit abnehmender Salzkonzentration), zeigt das Ergebnis der Untersuchung deutlich auf, daß keine neuen, bisher unbekanntes Gefährdungspotentiale durch die chemotoxischen Stoffe in Abfallgebänden in der Schachtanlage Konrad auftreten. Auch hiermit wird ergänzend zur Betrachtung gemäß Abschnitt 4.4 und 4.5 ein plausibler Sicherheitsnachweis erbracht.

5. Zusammenfassende Bewertung

Die im Zusammenhang mit dem Planfeststellungsverfahren zur Endlagerung radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung in der Schachtanlage Konrad geforderte Plausibilitätsbetrachtung zur Chemotoxizität von Abfallgebinden ist mit Hilfe von vergleichenden Beurteilungen durchgeführt worden. Dabei hat es sich gezeigt, daß die ermittelten Inventare organischer und anorganischer chemotoxischer Stoffe in Abfallgebinden in Vergleich zur der Radiotoxizität der radioaktiven Abfälle und vergleichbarer Uranerzlagerstätten sowie zu den chemischen Toxizitäten des gesamten Einlagerungshorizontes akzeptable Gefahrenpotentiale darstellen. Diese Einschätzung wird auch durch eine Modellbetrachtung bestätigt, in der bei der Ausbreitung von chemotoxischen Stoffen aus dem Einlagerungshorizont zur Biosphäre lediglich von der notwendigen Verdünnung der Tiefenwässer auf annähernd Trinkwasserkonzentration Kredit genommen worden ist.

6. Literatur

- /1/ 8. Projektgespräch Konrad in Hannover am 19. Oktober 1988, Besprechungsprotokoll vom 10. November 1988, Pkt. 6.2, Blatt 11
- /2/ "Anforderungen an endzulagernde radioaktive Abfälle (vorläufige Endlagerungsbedingungen, Stand November 1986) - Schachtanlage Konrad - "
PTB-Bericht SE-16, Braunschweig, Jan. 1987
- /3/ Physikalisch-Technische Bundesanstalt
"Plan - Endlager für radioaktive Abfälle - Schachtanlage Konrad, Salzgitter" (Stand: 9/86)
Braunschweig, Sept. 1986
- /4/ "Daten radioaktiver Abfälle für Sicherheitsanalysen zum Endlager Konrad unter Berücksichtigung von Berechnungen der Ortsdosisleistung von Abfallgebinden"
Interner Arbeitsbericht PTB-SE-IB-3, Braunschweig, Dez. 1984
- /5/ "Zeitliche Entwicklung der Radionuklidzusammensetzung und Aktivität im Endlager Konrad während der Betriebszeit und der Nachbetriebsphase"
Interner Arbeitsbericht PTB-SE-IB-4, Braunschweig, Nov. 1985
- /6/ "Ableitung einer Gesamtaktivität für α - und β/γ -Strahler sowie für einzelne relevante Radionuklide aus den Sicherheitsanalysen zum geplanten Endlager Konrad"
Interner Arbeitsbericht PTB-SE-IB-40, Braunschweig, Okt. 1988
- /7/ "Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung - TrinkWV) vom 22. Mai 1986"
Bundesgesetzblatt, Jahrgang 1986, Teil I, Nr. 22, S. 760 - 773, Bonn, 22. Mai 1986

- /8/ Deutscher Verein von Gas- und Wasserfachmännern e. V. (Hrsg.)
"Eignung von Oberflächenwasser als Rohstoff für die Trinkwasserversorgung"
Technische Regeln, Arbeitsblatt W 151, Juli 1975, DVGW, Eschborn (1975)
- /9/ K. Höll
"Wasser - Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Virologie, Biologie"
Verlag Walter de Gruyter, Berlin/New York (1979)
- /10/ "Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung - StrlSchV) vom 13. Oktober 1976"
Bundesgesetzblatt, Jahrgang 1976, Teil I, Nr. 125, S. 2905 - 2995, Bonn, 30. Oktober 1976
- /11/ "Zeitraumen für die Beurteilung der Langzeitsicherheit eines Endlagers für radioaktive Abfälle"
Gemeinsame Stellungnahme der Reaktor-Sicherheitskommission (RSK) und der Strahlenschutzkommission (SSK)
(233. Sitzung der RSK am 22. Juni 1988, 84. Sitzung der SSK am 30. Juni 1988)
Stand: 30.06.88
- /12/ "Langzeitsicherheit von Endlagern - Zeitraumen für Sicherheitsbetrachtungen -"
atomwirtschaft-atomtechnik 31 (1986) Nr. 5, S. 231 - 236
- /13/ H. Biesold/G. Haider
"Untersuchungen zum Vergleich der Toxizität von radioaktiven Abfällen mit Elementen in einer Erzlagerstätte und im Filterstaub"
Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, Bericht BMU-1987-155, Bonn, Dez. 1986
- /14/ "Vergleich der Toxizität von radioaktiven Abfällen aus dem Kernbrennstoffkreislauf und der Toxizität von Abfällen, die in konventionellen Kraftwerken entstehen"
Gesellschaft für Umweltüberwachung (GUW), Aldenhoven, Nov. 1985

/15/

"Safety Analysis and Comparison of Toxicities for the Disposal of Radioactive Waste of Negligible Heat Generation Including Transuranium Elements"

in: Proceedings of the twelfth international symposium "Scientific Basis for Nuclear Waste Management", Berlin, October 10-13, 1988 (im Erscheinen)

/16/ International Commission on Radiological Protection (ICRP)

"Limits for Intakes of Radionuclides by Workers"

ICRP Publication 30, Part 1 and 2, Pergamon Press, Oxford/New York/Frankfurt (1979, 1980)

/17/ Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle (NAGRA)

"Nukleare Entsorgung Schweiz: Konzept und Übersicht über das Projekt Gewähr 1985"

Projektbericht NGB 85-02, Baden/Schweiz, Jan. 1985

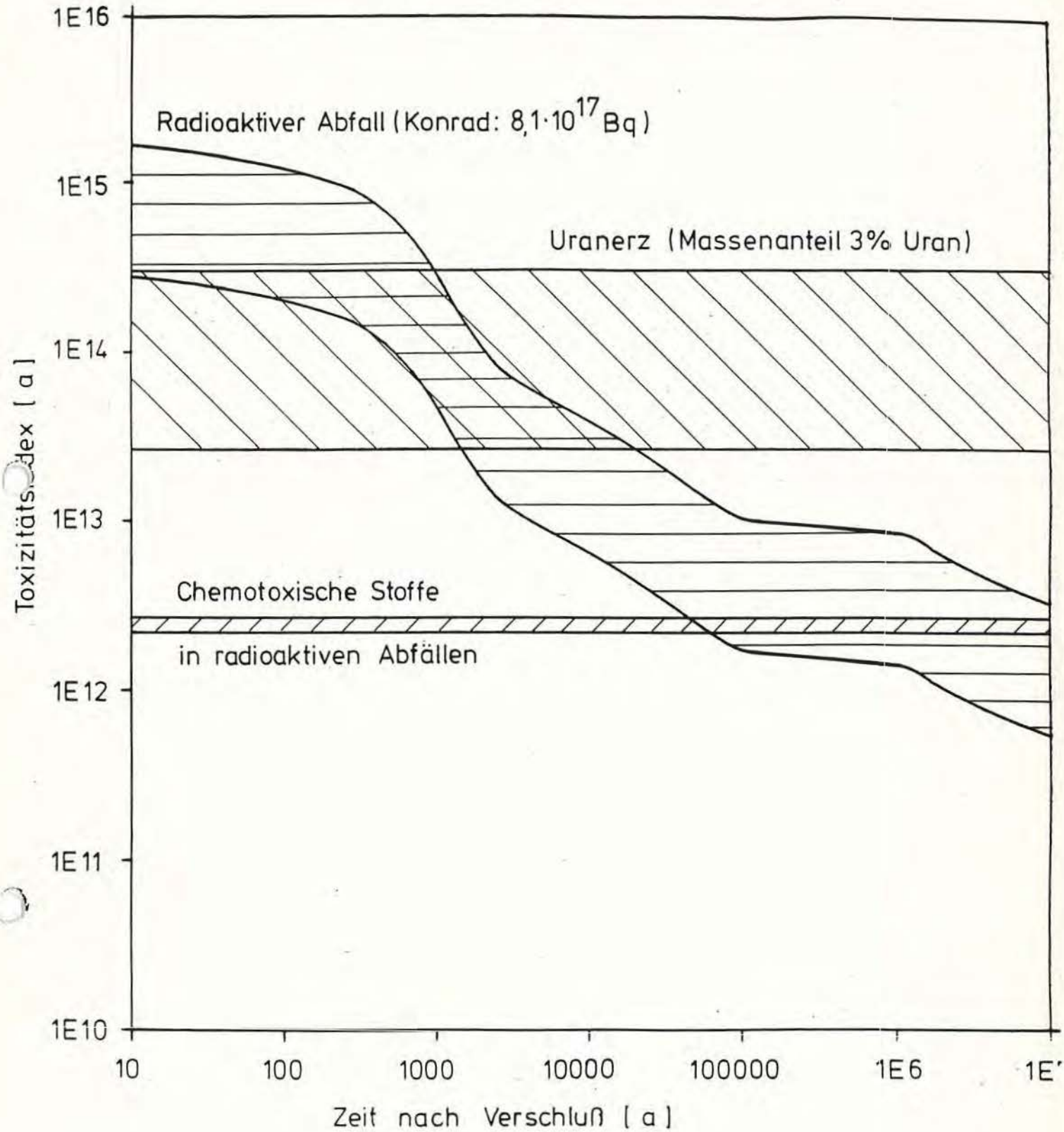


Abb. 1: Radiotoxizität und chemische Toxizität der in Konrad endzulagernden radioaktiven Abfälle sowie Toxizität einer vergleichbaren Uranerzlagerstätte mit einem Massenanteil von 3 % Natururan

(1 E 6 = $1 \cdot 10^6$)

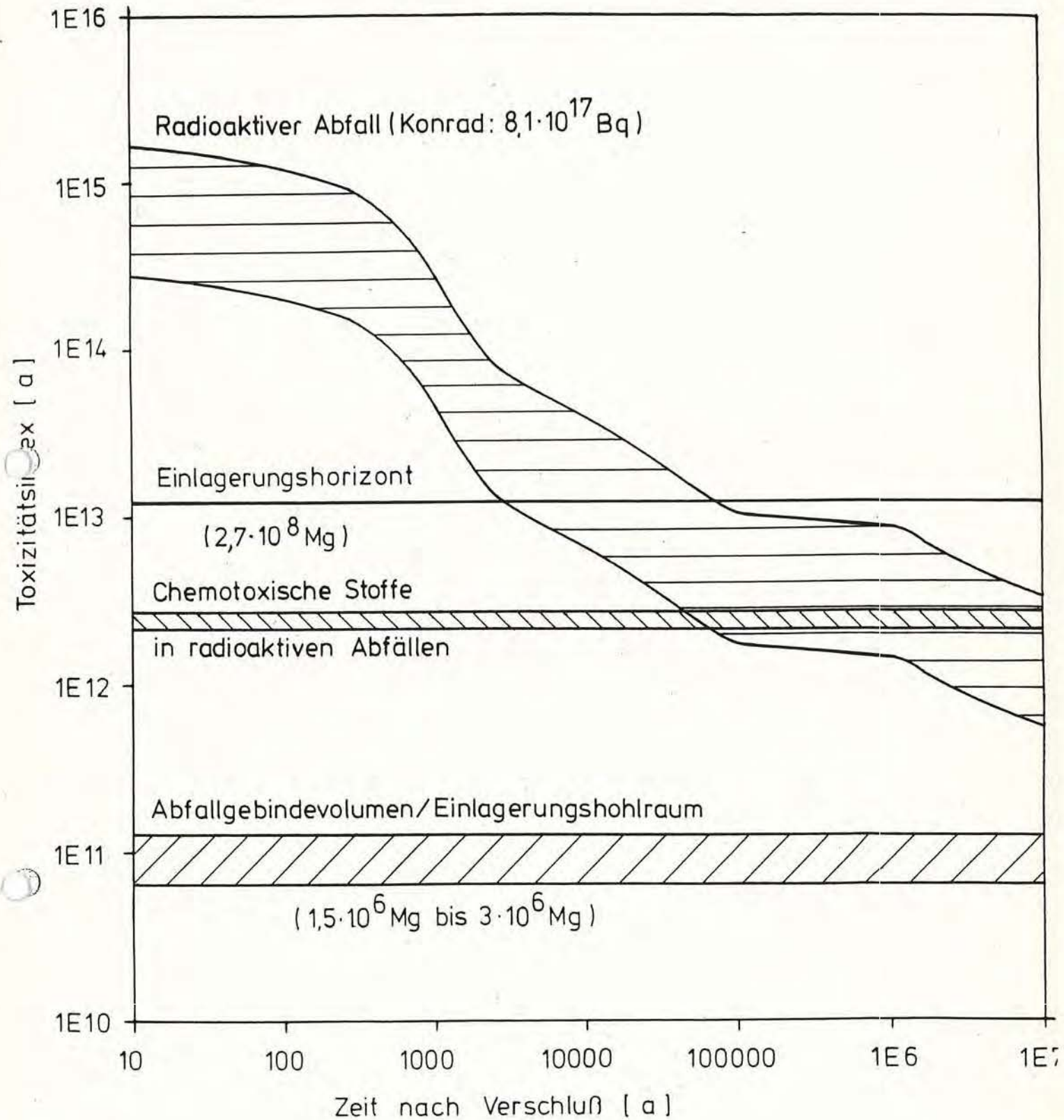


Abb. 2: Radiotoxizität der in Konrad endzulagernden radioaktiven Abfälle und chemische Toxizität der Sedimente der Schachtanlage Konrad (Abfallgebindevolumen/Einlagerungshohlraum und gesamter Einlagerungshorizont)

(1 E 6 = $1 \cdot 10^6$)

Behälter	Fixierung	Abfallart
Betonbehälter	Zement/Beton	Filterharze, Kieselgel
Container		
Betonbehälter	Zement/Beton	Schwebstofffilter
Betonbehälter	Zement/Beton	Fasermattenfilter, Kerzenfilter, sonstige Filter
Betonbehälter	Zement/Beton	Konzentrate aus Dekontaminations- und Prozeßabwässern
Container		
Betonbehälter	Zement/Beton	Rückstände aus der Verbrennung
Container		
Betonbehälter	Zement/Beton	Schrott
Container		
Container	Zement/Beton	Schrott und paketierte Filter
Betonbehälter	Zement/Beton	Sorptionsmaterial
Container	Zement/Beton	Lösemittel- und Produktfilter
Container	Zement/Beton	Bauschutt, Strahlsand
Container	Zement/Beton	Feste, z. T. brennbare Pu-haltige Abfälle aus der Mischoxidbrennelement-Herstellung

Tab. 1: Beispiele für endzulagernde Abfallgebinde aus der Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente

Behälter	Fixierung	Abfallart
Betonbehälter	organisches Fixierungsmittel	Dekontaminations- und Prozeßabwässer, organische Abfälle
Betonbehälter	Zement/Beton	Kontaminierte Feststoffe
Betonbehälter	Zement/Beton	Plutoniumhaltige Feststoffe

Tab. 2: Beispiele für endzulagernde Abfallgebinde aus der Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente aus deutschen Kernkraftwerken im Ausland

Behälter	Fixierung	Abfallart
Gußbehälter	keine	Kugelharze der Primärkühlmittel- und Brennelementlagerbeckenreinigung
Betonbehälter	organisches Fixierungsmittel	
Gußbehälter	keine	Pulverharze der Primärkühlmittel- und Brennelementlagerbeckenreinigung
Betonbehälter	Zement/Beton	
Gußbehälter	keine	Filterkerzen
Betonbehälter	Zement/Beton	
Container	Zement/Beton	
Gußbehälter	keine	Filter- und Verdampferkonzentrate, Filterhilfsmittel
Betonbehälter	Zement/Beton	
Container	Zement/Beton	
Container	Zement/Beton	Filtermaterialien
Gußbehälter	keine	Meßblanzen
Gußbehälter	keine	Brennelementkästen
Gußbehälter	keine	Steuerelemente
Gußbehälter	keine	Aktivierte, kontaminierte, formbeständige Feststoffe
Betonbehälter	Zement/Beton	
Container	Zement/Beton	
Gußbehälter	keine	Veraschte Feststoffe
Betonbehälter	Zement/Beton	
Container	Zement/Beton	
Gußbehälter	keine	Z. T. preßbare kontaminierte Feststoffe
Betonbehälter	Zement/Beton	
Container	Zement/Beton	
Container	keine	
Container	Zement/Beton	Kleinschrott, Bauschutt, Schlämme und Sand

Tab. 3: Beispiele für endzulagernde Abfallgebinde aus dem Betrieb von Kernkraftwerken

Behälter	Fixierung	Abfallart
Container	Zement/Beton	Rückstände aus Verbrennung und Pyrolyse
Betonbehälter	Zement/Beton	Abwässer, Konzentrate, Schlämme und Organica
Container	Zement/Beton	
Container	organisches Fixierungsmittel	
Gußbehälter	keine	Strahlenquellen
Gußbehälter	keine	Feste Komponenten, Schrott, Luftfilter, Isoliermaterial, Bauschutt und Erdreich
Betonbehälter	Zement/Beton	
Container	Zement/Beton	
Container	keine	
Container	Zement/Beton	Verbrennungsrückstände und Verdampferkonzentrate
Betonbehälter	Zement/Beton	Kontaminierte, aktivierte Feststoffe
Container	keine	

Tab. 4: Beispiele für endzulagernde Abfallgebinde aus Großforschungseinrichtungen und Landessammelstellen

Behälter	Fixierung	Abfallart
Container	Zement/Beton	Pastöse, fixierbare, U-haltige Abfälle
Container	Zement/Beton	Pastöse, feste, fixierbare Th- und U-haltige Abfälle
Container	keine	Feste, preßbare, z. T. brennbare Abfälle (Th-, U- oder Pu-haltig)
Betonbehälter	Zement/Beton	Feste, fixierbare, z. T. schwer brennbare, Pu-haltige Abfälle
Container	Zement/Beton	
Container	Zement/Beton	Feste, fixierbare, z. T. brennbare Abfälle
Betonbehälter	Zement/Beton	Getrocknete Schlämme
Betonbehälter	Zement/Beton	Sperrige, fixierbare, kompaktierbare, z. T. brennbare Abfälle
Container	Zement/Beton	
Container	keine	Preßbare, kompaktierbare, z. T. brennbare Abfälle

Tab. 5: Beispiele für endzulagernde Abfallgebinde aus der Industrie des Kernbrennstoffkreislaufs

Behälter	Fixierung	Abfallart
Gußbehälter	keine	Aktivierete, kontaminierte, formbeständige Metallteile aus kernnahen Bereichen
Gußbehälter	keine	Aktivierete, kontaminierte, formbeständige Metallteile
Betonbehälter	Zement/Beton	
Container	Zement/Beton	
Container	keine	
Gußbehälter	keine	Aktivierete, kontaminierte Feststoffe
Betonbehälter	Zement/Beton	
Container	Zement/Beton	
Container	keine	
Betonbehälter	Zement/Beton	Dekontaminationsflüssigkeiten und Abfälle aus der Wasserreinigung
Container	Zement/Beton	

Tab. 6: Beispiele für endzulagernde Abfallgebinde aus Stilllegung und Demontage kerntechnischer Anlagen

Behälter	Fixierung	Abfallart
Container	Zement/Beton	Feste, z. T. flüssige, konzentrierbare, z. T. brennbare, preßbare, fixierbare Mischabfälle
Container	Zement/Beton	Strahlenquellen
Container	keine	Feste, z. T. brennbare, z. T. preßbare Abfälle
Container	Zement/Beton	Feste, z. T. schwer brennbare Abfälle, Glasbruch
Container	keine	Chemische-pharmazeutische Abfälle
Container	keine	Fasermattenfilter

Tab. 7: Beispiele für endzulagernde Abfallgebinde sonstiger Herkunft

Verbindungsklassen und Verbindungen	typische Vertreter
<p>1. Alizyklische und aliphatische Verbindungen</p> <p>γ-Hexachlorcyclohexan</p> <p>Aldrin</p> <p>Dieldrin</p> <p>Endrin</p> <p>Chlordan</p> <p>Heptachlor</p> <p>Telodrin</p> <p>Stroban</p> <p>Toxaphen</p> <p>Mirex</p> <p>Kelevan</p> <p>Kepone</p> <p>halogenierte Kohlenwasserstoffe</p>	<p>γ-Hexachlorcyclohexan</p> <p>Heptachlor</p> <p>Mirex</p> <p>halogenierte Kohlenwasserstoffe</p>
<p>2. Halogenierte Benzole und Phenylderivate</p> <p>Hexachlorbenzol</p> <p>polychlorierte Biphenyle</p> <p>andere halogenierte Biphenyle</p> <p>halogenierte Terphenyle</p>	<p>polychlorierte Biphenyle</p>
<p>3. Halogenierte Derivate von Diphenylmethan</p> <p>DDT</p> <p>DDD</p> <p>DDE</p> <p>Methoxychlor</p> <p>Dicofol</p> <p>Perthane</p>	<p>DDT</p>

Tab. 8: Organische chemotoxische Stoffe - Verbindungsklassen, Verbindungen und typische Klassenvertreter

Verbindungsklassen und Verbindungen	typische Vertreter
4. Anellierte Aromaten halogenierte Naphthaline polykondensierte Aromaten (mit 4 und mehr Ringen)	α-Chlornaphthalin Naphthacen
5. Halogenierte Phenole und Phenoxyverbindungen Pentachlorphenol Tetrachlorphenol Trichlorphenol halogenierte Diphenyläther	Trichlorphenol Diphenyläther
6. Heterozyklische Verbindungen halogenierte Dibenzodioxine halogenierte Dibenzofurane	chloriertes Dibenzofuran
7. Komplexbildner EDTA NTA Zitronensäure Oxalsäure Weinsäure Harnstoff	EDTA Zitronensäure
8. Tenside Fettaminäthoxylat Fettalkoholäthoxylat Alkylsulfonat Nonylphenolpolyäthoxylat Diäthylenglykolmonobutyläther Aethylendiaminpropylenoxyd (Blockpolymerisat) quaternäre Ammoniumverbindungen	nichtionisches Tensid anionisches Tensid kationisches Tensid

Tab. 8: Organische chemotoxische Stoffe - Verbindungsklassen, Verbindungen und typische Klassenvertreter (Fortsetzung)

Quecksilber und Quecksilberverbindungen
Cadmium und Cadmiumverbindungen
Blei und Bleiverbindungen
Chrom und Chromverbindungen
Nickel und Nickelverbindungen
Beryllium und Berylliumverbindungen
Thallium und Thalliumverbindungen
Silber und Silberverbindungen
Kupfer und Kupferverbindungen
Molybdän und Molybdänverbindungen
Kobalt und Kobaltverbindungen
Asbest
Selen und Selenverbindungen
Uran und Uranverbindungen
Plutonium und Plutoniumverbindungen
Wismut und Wismutverbindungen
Antimon und Antimonverbindungen
Vanadium und Vanadiumverbindungen
Tellur und Tellurverbindungen
Zink und Zinkverbindungen

Tab. 9: Identifizierte, möglicherweise in endzulagernden Abfallgebänden enthaltene anorganische chemotoxische Stoffe

Element	kumulierte Masse in ca. 500 000 m ³ Abfallgebindevolumen [Mg]
Ag	64,32
As	0,219
Be	0,015
Bi	23,75
Cd	105,20
Co	74,93
Cr	2 185,00
Cu	1 765,00
Hg	0,059
Mo	98,79
Ni	5 350,00
Pb	21 720,00
Sb	19,10
Se	0,032
Te	0,021
Th	31,24
Tl	0,043
U	113,40
V	1 113,00
Zn	379,60

Tab. 10: Kumulierte Masse von anorganischen chemotoxischen Elementen in ca. 500 000 m³ Abfallgebindevolumen

Element	Masse in 10 ⁶ Mg Konrad-Sediment
	[Mg]
Ag	0,2 *)
As	53,6
Be	0,37
Bi	1,8
Cd	0,5 *)
Co	22,1
Cr	108,0
Cu	11,3
Hg	0,1 *)
Mo	2,1
Ni	57,2
Pb	19,1
Sb	1,0
Se	1,0
Te	1,6
Th	13,0
Tl	2,0 *)
U	1,7
V	264,4
Zn	101,0

*) entsprechend Nachweisgrenze

Tab. 11: Massen anorganischer chemotoxischer Elemente in den Sedimenten des Endlagers Konrad (Analyseergebnisse)

Element	Grenzkonzentration [g/l]	Zitat	Masse *) [Mg]	Toxizitätsindex [a]
Ag	10^{-5}	7	64,32	$1,29 \cdot 10^{10}$
As	10^{-5}	8	0,219	$4,38 \cdot 10^7$
Be	10^{-7}	8	0,015	$3,0 \cdot 10^8$
Bi	10^{-4}	9	23,75	$4,8 \cdot 10^8$
Cd	$5 \cdot 10^{-6}$	8	105,20	$4,2 \cdot 10^{10}$
Co	$5 \cdot 10^{-5}$	8	74,93	$3,0 \cdot 10^9$
Cr	$3 \cdot 10^{-5}$	8	2185,00	$1,46 \cdot 10^{11}$
Cu	$3 \cdot 10^{-5}$	8	1765,00	$1,18 \cdot 10^{11}$
Hg	$5 \cdot 10^{-7}$	8	0,059	$2,2 \cdot 10^8$
Mo	$1,3 \cdot 10^{-5}$	9	98,79	$1,52 \cdot 10^{10}$
Ni	$3 \cdot 10^{-5}$	8	5350,00	$3,57 \cdot 10^{11}$
Pb	$3 \cdot 10^{-5}$	8	21720,00	$1,45 \cdot 10^{12}$
Sb	$5 \cdot 10^{-5}$	9	19,10	$7,6 \cdot 10^8$
Se	10^{-5}	8	0,032	$6,4 \cdot 10^6$
Te	10^{-5}	(+)	0,021	$4,2 \cdot 10^6$
Th**) oder	$3,7 \cdot 10^{-5}$ $2,2 \cdot 10^{-4}$	10 10	31,24 31,24	$1,7 \cdot 10^9$ oder $2,8 \cdot 10^8$
Tl	10^{-5}	(+)	0,043	$8,6 \cdot 10^6$
U**) oder	$5,4 \cdot 10^{-5}$ $3,2 \cdot 10^{-4}$	10 10	113,40 113,40	$4,2 \cdot 10^9$ oder $7,1 \cdot 10^8$
V	$5 \cdot 10^{-5}$	8	1113,00	$4,4 \cdot 10^{10}$
Zn	$5 \cdot 10^{-4}$	8	379,60	$1,52 \cdot 10^9$
Σ				$2,19 \cdot 10^{12}$

*) Kumulierte Masse anorganischer chemotoxischer Stoffe

**) Die in /10/, Anlage IV, Tab. IV angegebenen Werte wurden gemäß den in Abschnitt 4.3 (S. 14) genannten Randbedingungen umgerechnet

(+) Annahme: gleiche Grenzkonzentration wie für Se

Tab. 12: Toxizitätsindex anorganischer chemotoxischer Stoffe in ca. 500 000 m³ Abfallgebindevolumen

Radionuklid	Aktivität [Bq]	Toxizitätsindex [a]	
		TI 1 *)	TI 6 *)
Co 60	$1,2 \cdot 10^{17}$	$9,7 \cdot 10^{13}$	$1,6 \cdot 10^{13}$
Ni 63	$5,1 \cdot 10^{16}$	$1,3 \cdot 10^{12}$	$2,2 \cdot 10^{11}$
Sr 90	$6,0 \cdot 10^{16}$	$2,8 \cdot 10^{14}$	$4,6 \cdot 10^{13}$
Y 90	$6,0 \cdot 10^{16}$	$1,4 \cdot 10^{13}$	$2,3 \cdot 10^{12}$
Ru 106	$1,6 \cdot 10^{15}$	$1,1 \cdot 10^{12}$	$1,0 \cdot 10^{11}$
Cs 134	$8,9 \cdot 10^{15}$	$9,7 \cdot 10^{12}$	$5,7 \cdot 10^{12}$
Cs 137	$1,3 \cdot 10^{17}$	$1,4 \cdot 10^{14}$	$2,3 \cdot 10^{13}$
Eu 154	$4,0 \cdot 10^{15}$	$8,9 \cdot 10^{11}$	$1,5 \cdot 10^{11}$
Np 237	$2,0 \cdot 10^{11}$	$2,8 \cdot 10^{12}$	$4,7 \cdot 10^{11}$
Pu 238	$1,7 \cdot 10^{16}$	$1,7 \cdot 10^{14}$	$2,8 \cdot 10^{13}$
Pu 239	$1,8 \cdot 10^{15}$	$2,8 \cdot 10^{13}$	$4,6 \cdot 10^{12}$
Pu 240	$2,7 \cdot 10^{15}$	$4,1 \cdot 10^{13}$	$6,9 \cdot 10^{12}$
Pu 241	$1,9 \cdot 10^{17}$	$1,1 \cdot 10^{14}$	$1,8 \cdot 10^{13}$
Am 241	$3,0 \cdot 10^{15}$	$5,9 \cdot 10^{14}$	$9,8 \cdot 10^{13}$
Am 243	$1,6 \cdot 10^9$	$8,9 \cdot 10^{11}$	$1,5 \cdot 10^{11}$
Cm 244	$2,5 \cdot 10^{15}$	$1,4 \cdot 10^{14}$	$2,3 \cdot 10^{13}$
sonstige	$1,6 \cdot 10^{17}$	$5,7 \cdot 10^{13}$	$9,5 \cdot 10^{12}$
Σ	$8,1 \cdot 10^{17}$	$1,7 \cdot 10^{15}$	$2,8 \cdot 10^{14}$

*) TI 1 für Dosisgrenzwert 0,01 mSv/a

*) TI 6 für Dosisgrenzwert 0,06 mSv/a

Tab. 13: Toxizitätsindex für die in Konrad eingelagerten Radionuklide zu Beginn der Nachbetriebsphase

Element	Grenzkonzentration [g/l]	Zitat	Einlagerungshohlraum ($3 \cdot 10^6$ Mg Masse*)		Einlagerungshorizont ($2,7 \cdot 10^8$ Mg Masse*)	
			[Mg]	Toxizitätsindex [a]	[Mg]	Toxizitätsindex [a]
Ag	10^{-5}	7	0,6	$1,2 \cdot 10^8$	$5,4 \cdot 10^1$	$1,1 \cdot 10^{10}$
As	10^{-5}	8	160,8	$3,2 \cdot 10^{10}$	$1,45 \cdot 10^4$	$2,9 \cdot 10^{12}$
Be	10^{-7}	8	1,11	$2,2 \cdot 10^{10}$	$9,99 \cdot 10^1$	$2,0 \cdot 10^{12}$
Bi	10^{-4}	9	5,4	$1,1 \cdot 10^8$	$4,86 \cdot 10^2$	$9,9 \cdot 10^9$
Cd	$5 \cdot 10^{-6}$	8	1,5	$6,0 \cdot 10^8$	$1,35 \cdot 10^2$	$5,4 \cdot 10^{10}$
Co	$5 \cdot 10^{-5}$	8	66,3	$2,6 \cdot 10^9$	$5,97 \cdot 10^3$	$2,3 \cdot 10^{11}$
Cr	$3 \cdot 10^{-5}$	8	324,0	$2,2 \cdot 10^{10}$	$2,92 \cdot 10^4$	$2,0 \cdot 10^{12}$
Cu	$3 \cdot 10^{-5}$	8	33,9	$2,2 \cdot 10^9$	$3,05 \cdot 10^3$	$2,0 \cdot 10^{11}$
Hg	$5 \cdot 10^{-7}$	8	0,3	$1,2 \cdot 10^9$	$2,7 \cdot 10^1$	$1,1 \cdot 10^{11}$
Mo	$1,3 \cdot 10^{-5}$	9	6,3	$9,6 \cdot 10^8$	$5,67 \cdot 10^2$	$8,6 \cdot 10^{10}$
Ni	$3 \cdot 10^{-5}$	8	171,6	$1,1 \cdot 10^{10}$	$1,54 \cdot 10^4$	$9,9 \cdot 10^{11}$
Pb	$3 \cdot 10^{-5}$	8	57,3	$3,8 \cdot 10^9$	$5,16 \cdot 10^3$	$3,4 \cdot 10^{11}$
Sb	$5 \cdot 10^{-5}$	9	3,0	$1,2 \cdot 10^8$	$2,7 \cdot 10^2$	$1,1 \cdot 10^{10}$
Se	10^{-5}	8	3,0	$6,0 \cdot 10^8$	$2,7 \cdot 10^2$	$5,4 \cdot 10^{10}$
Te	10^{-5}	(+)	4,8	$9,6 \cdot 10^8$	$4,32 \cdot 10^2$	$8,6 \cdot 10^{10}$
Th**)	$3,75 \cdot 10^{-5}$	10	39,0	$2,1 \cdot 10^9$	$3,51 \cdot 10^3$	$1,9 \cdot 10^{11}$
	oder $2,2 \cdot 10^{-4}$	10	39,0	$3,5 \cdot 10^8$	$3,51 \cdot 10^3$	$3,2 \cdot 10^{10}$
Tl	10^{-5}	(+)	6,0	$1,2 \cdot 10^9$	$5,4 \cdot 10^2$	$1,1 \cdot 10^{11}$
U**)	$5,4 \cdot 10^{-5}$	10	5,1	$1,9 \cdot 10^8$	$4,59 \cdot 10^2$	$1,7 \cdot 10^{10}$
	oder $3,2 \cdot 10^{-4}$	10	5,1	$3,2 \cdot 10^7$	$4,59 \cdot 10^2$	$2,9 \cdot 10^9$
V	$5 \cdot 10^{-5}$	8	793,2	$3,2 \cdot 10^{10}$	$7,14 \cdot 10^4$	$2,9 \cdot 10^{12}$
Zn	$5 \cdot 10^{-4}$	8	303,0	$1,2 \cdot 10^9$	$2,73 \cdot 10^4$	$1,1 \cdot 10^{11}$
Σ				$1,3 \cdot 10^{11}$		$1,2 \cdot 10^{13}$

*) Kumulierte Masse anorganischer chemotoxischer Stoffe

**) Die in /10/, Anlage IV, Tab. IV angegebenen Werte wurden gemäß den in Abschnitt 4.3 (S. 14) genannten Randbedingungen umgerechnet

(+) Annahme: gleiche Grenzkonzentration wie für Se

Tab. 14: Toxizitätsindex anorganischer chemotoxischer Stoffe in den Sedimenten des Einlagerungshohlraums (ca. $10^6 \text{ m}^3 \hat{=} \text{ca. } 3 \cdot 10^6 \text{ Mg}$) und des gesamten Einlagerungshorizonts (ca. $9 \cdot 10^7 \text{ m}^3 \hat{=} \text{ca. } 2,7 \cdot 10^8 \text{ Mg}$) im Endlager Konrad

Element	Löslichkeit		Konzentration im Tiefenwasser*) [g/l]	Grenzkonzentration [g/l]	Zitat	Konzentration im "Biosphärenwasser"**) [g/l]
	[M/l]	[g/l]				
Ag	10^{-3}	$1,1 \cdot 10^{-1}$	$6,4 \cdot 10^{-2}$	10^{-5}	7	$6,4 \cdot 10^{-5}$
As	10^{-3}	$7,5 \cdot 10^{-2}$	$2,2 \cdot 10^{-4}$	10^{-5}	8	$2,2 \cdot 10^{-7}$
Be	10^{-2}	$9 \cdot 10^{-2}$	$1,5 \cdot 10^{-5}$	10^{-7}	8	$1,5 \cdot 10^{-8}$
Bi	10^{-4}	$2,1 \cdot 10^{-2}$	$2,4 \cdot 10^{-2}$	10^{-4}	9	$2,1 \cdot 10^{-5}$
Cd	10^{-7}	$1,1 \cdot 10^{-5}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$	$5 \cdot 10^{-6}$	8	$1,1 \cdot 10^{-8}$
Co	10^{-3}	$5,9 \cdot 10^{-2}$	$7,5 \cdot 10^{-2}$	$5 \cdot 10^{-5}$	8	$5,9 \cdot 10^{-5}$
Cr	10^{-3}	$5,2 \cdot 10^{-2}$	2,2	$3 \cdot 10^{-5}$	8	$5,2 \cdot 10^{-5}$
Cu	10^{-3}	$6,4 \cdot 10^{-2}$	1,8	$3 \cdot 10^{-5}$	8	$6,4 \cdot 10^{-5}$
Hg	$5 \cdot 10^{-7}$	10^{-4}	$5,9 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^{-7}$	8	$5,9 \cdot 10^{-8}$
Mo	$5 \cdot 10^{-7}$	$4,8 \cdot 10^{-5}$	$9,9 \cdot 10^{-2}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$	9	$4,8 \cdot 10^{-8}$
Ni	10^{-3}	$5,9 \cdot 10^{-2}$	5,4	$3 \cdot 10^{-5}$	8	$5,9 \cdot 10^{-5}$
Pb	10^{-4}	$2,1 \cdot 10^{-2}$	21,7	$3 \cdot 10^{-5}$	8	$2,1 \cdot 10^{-5}$
Sb	10^{-4}	$1,2 \cdot 10^{-2}$	$1,9 \cdot 10^{-2}$	$5 \cdot 10^{-5}$	9	$1,2 \cdot 10^{-5}$
Se	10^{-2}	$7,9 \cdot 10^{-1}$	$3,2 \cdot 10^{-5}$	10^{-5}	8	$3,2 \cdot 10^{-8}$
Te	10^{-4}	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$2,1 \cdot 10^{-5}$	10^{-5}	(+)	$2,1 \cdot 10^{-8}$
Th**))	10^{-7}	$2,3 \cdot 10^{-5}$	$3,1 \cdot 10^{-2}$	$3,7 \cdot 10^{-5}$	10	$2,3 \cdot 10^{-8}$
	10^{-7}	$2,3 \cdot 10^{-5}$	$3,1 \cdot 10^{-2}$	oder $2,2 \cdot 10^{-4}$	10	$2,3 \cdot 10^{-8}$
Tl	10^{-4}	$2 \cdot 10^{-2}$	$4,3 \cdot 10^{-5}$	10^{-5}	(+)	$4,3 \cdot 10^{-8}$
U**))	10^{-4}	$2,4 \cdot 10^{-2}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$	$5,4 \cdot 10^{-5}$	10	$2,4 \cdot 10^{-5}$
	10^{-4}	$2,4 \cdot 10^{-2}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$	oder $3,2 \cdot 10^{-4}$	10	$2,4 \cdot 10^{-5}$
V	10^{-7}	$5,1 \cdot 10^{-6}$	1,1	$5 \cdot 10^{-5}$	8	$5,1 \cdot 10^{-9}$
Zn	10^{-4}	$6,5 \cdot 10^{-3}$	$3,8 \cdot 10^{-1}$	$5 \cdot 10^{-4}$	8	$6,5 \cdot 10^{-6}$

- *) Modellmäßige Annahme einer Lösung des Inventars anorganischer chemotoxischer Stoffe (siehe Tab. 10) in 10^6 m^3 Tiefenwasser
- **) Modellmäßige Annahme einer Verdünnung der Tiefenwässer um den Faktor 10^3 auf dem Ausbreitungsweg unter Beachtung der Löslichkeit
- ***) Die in /10/, Anlage IV, Tab. IV angegebenen Werte wurden gemäß den in Abschnitt 4.3 (S. 14) genannten Randbedingungen umgerechnet
- (+) Annahme: gleiche Grenzkonzentration wie für Se

Tab. 15: Modellbetrachtung zum Vergleich von Konzentrationen anorganischer chemotoxischer Stoffe in Wässern mit Grenzkonzentrationen im Trinkwasser